

Hidrológiai paraméterek hatása a Berettyó biodiverzitására I.

Pregun Csaba – Tamás János

Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum,

Mezőgazdaságtudományi Kar,

Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék, Debrecen

cpregun@gissserver1.date.hu

ÖSSZEFOGLALÁS

Az EU Víz-keretirányelv értelmében fel kell mérni a természetes és mesterséges vizek állapotát. Munkánk során olyan komplex környezetminősítési módszereket alkalmaztunk, amelyek lehetővé teszik a vizsgált terület több szempontot (környezetgazdálkodás, természetvédelem, vízminőségvédelem) is kielégítő elemzését, és amelyek interdiszciplinárisan elfogadottak mind a hazai, mind a nemzetközi gyakorlatban. A Berettyó folyó mentén, a helyszínen meghatározott és távérzékeléssel megerősített alapadatokat a HEC-RAS program keretében hidrológiai-hidraulikai tulajdonságok számítására alkalmaztuk. A vízi környezet értékeléséhez a víz fizikai, kémiai és biokémiai tulajdonságain alapuló vízminősítés mellett a bioindikáción alapuló MMCP-t és az összetett, fizikai, kémiai, biokémiai és strukturális indikátorokat, valamint a biodiverzitás mutatókat egyaránt magába foglaló Spencer-féle állapotindexet is felhasználtuk. Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy az egyes módszerek által kapott eltérő eredmények nem mondanak ellent egymásnak. A térbeli elemzések lehetővé tették a Berettyó és a Bihari-sík környezeti adottságaira és biológiai diverzitására vonatkozó eddig kevésbé vizsgált természeti és antropogén sajátosságok meghatározását. A bioindikátorok lényegesen jobb környezeti állapotra utalnak, mint a fizikai-kémiai és a biokémiai jellemzők. Ez a tény jelentősen felértékeli a belvízi csatornahálózat természetvédelmi jelentőségét.

Kulcsszavak: környezeti modellek, komplex környezetminősítés, bioindikáció, környezeti állapot

SUMMARY

The DIRECTIVE 2000/60/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL orders the measurement of the state of natural and artificial waters. We therefore applied environmental qualification methods, which allow inductions of the searched area in environmental management, conservation and water quality protection points of view. These methods are accepted in interdisciplinary sciences, and are in use in Hungarian and international practice. We applied the range data measured along the Berettyó River, and ratified by the remote sensing, to count hydrological-hydraulic attributes of the stream, by the framework of the Hec-Ras programme. We processed the physical, chemical and biochemical water qualifications, determined the MMCP-index (the point-system of the Hungarian macrozoobenthos taxons), and estimated the Spencer index-numbers, which were based on complex environmental qualification and bioindication. Appointed, that the different results of researches are not inconsistent. This results together the spatial analysis reveal the natural and anthropogenic specialities of the river and the landscape, which determine the environmental flavours and biodiversity. The bioindicators represent better environmental status, than the physical, chemical and biochemical parameters. The natural conservationist importance of drainage canal network of Bihari-Plain is appreciated by these facts.

Keywords: environmental models, complex environmental qualification, bioindication, environmental status

1. BEVEZETÉS

1.1. A hidroökológiai kutatások szerepe a környezetgazdálkodásban

A Berettyó folyó és vízgyűjtője a folyamatos vízrendezések során mára szinte teljesen mesterséges mederben és vízszabályozási körülmények között található. A folyó természetes hidrogeológiai viszonyaira alapozva saját önszabályozó mechanizmusát igyekszik követni, amely az antropogén környezetben számos vízmennyiségi és minőségi problémát vet fel. Az általunk végzett hidroökológiai vizsgálatok és a folyamatok modellezése egy természetközeli, öfenntartó, és környezete számára kisebb kockázatot jelentő folyókönyezet kialakítását célozza meg. Ennek keretében elvégeztük a folyó hidrológiai felmérését, és ökológiai mintatereket válogattunk le. Az EU WFD javaslatát is figyelembe véve kialakítottuk a folyó és környezetének virtuális modelljét a HEC-RAS program segítségével, és megalapoztuk egy dinamikus térbeli döntéstámogatási rendszer kialakítását. (A WFD CIRCA a Víz Keretirányelv Közös Végrehajtási Stratégiájával kapcsolatos információcsere eszköze. Ezt a szerepét többek között azzal tölti be, hogy tartalmazza mindazokat a dokumentumokat, amelyeket a Víz Keretirányelv Közös Végrehajtási Stratégiája alapján az EU szinten létrehozott különböző szervezeti egységek – munkacsoportok, fórumok stb. – kidolgoznak.) Ez lehetővé teszi a fenntartható földhasználat és vízkészlet-gazdálkodás ok-okozati rendszerének hatékony megértését és fejlesztését.

A Kárpát-medence vízkészlet-gazdálkodására a jellegzetes földrajzi viszonyok alapvető hatást gyakorolnak. A felszíni vizek túlnyomó része a medence peremén, Magyarország határain kívül ered, ezért a medencébe érkező felszíni vízkészletek minőségét és mennyiségét csak a határokon belül áll módunkban ellenőrizni és szabályozni (Somlyódy, 2000).

Az EU Vízügyi Keretirányelve alapján (2000/60/EK) az osztott vízgyűjtőn való fenntartható vízgazdálkodásnak ki kell elégítenie a természet- és környezetvédelmi, a mezőgazdasági, az ipari, a lakossági stb. igényeket egyaránt.

A hazai és a nemzetközi elvárások kielégítésének meghatározó eszköze a komplex hidrológiai-hidrodinamikai modellek alkalmazása (Tamás, 2004).

Az Európai Nitrát Irányelv (91/676/EGK) többek között javasolja bizonyos mezőgazdasági

területeknek a vizes élőhelyek rehabilitációjával párhuzamosan történő művelés alóli kivonását a felszíni és felszín alatti vizek érdekében.

Az EU Víz Kereterv (2000/60/EK) célul tűzte ki, hogy a tagországok vizeitében el kell érni a jó ökológiai állapotot az érvénybelépéstől számított 15 éven belül. Ennek elérése érdekében először minden tagországban fel kell mérni a felszíni vizek és a vízgyűjtő területek ökológiai állapotát.

1.2. A folyószabályozások hatása a Körös-Berettyó vízrendszerre

A Berettyó a Tisza vízrendszerén belül a Körös-Berettyó rendszer része. Általában ezt a tájat tekintik a folyószabályozások által leginkább érintett magyar vidéknek (Somogyi, 2000; Dóka, 1997).

Az Ér-Berettyó-Körös völgy valamikor a Tisza, később pedig a Szamos és a Kraszna ösmedre volt (Mike, 1991). A XIX. század elején (1822) Huszár készítette a táj első átfogó vízrajzi felmérését. „A sok ér és kiágazás elmocsarasodott medre hosszúság és szélesség tekintetében oly terjedelmes, hogy a

Berettyó vízhozamának tízszerese is elfolyhatna bennük.”(Huszár, 1985).

Áradáskor a lápvilág kapcsolatba került nyugatról a Tisza középső szakaszával, délről a Sebes- és a Nagy-Körössel is. A leírásból kitűnik, hogy a mocsárvilág egyre növekedett, egyrészt a malomgátak, másrészt a lapos fekvés és a sűrű növényzet miatt (1. ábra). A szabályozások tehát nem csak a termőterület-szerzést, hanem a további elmocsarasodás megakadályozását is célozták (Dunka, 2000).

A XIX-XX. századi folyószabályozások után a Berettyó folyó és mellékvezeinek állandó mederbe való terelésével a folyó és vízgyűjtő területének lefolyási viszonyai jelentősen átalakultak, amely végérvényesen megváltoztatta a tájat és a földhasználatot (Mike, 1991).

Vízgazdálkodási szempontból egy alulról szabályozott belvízi főbefogadó, vízjárása szélsőséges, ezért fokozottan ki van téve a vízgyűjtőn előforduló diffúz és pontszerű szennyező források hatásainak és a határon túlról érkező terheléseknek egyaránt.

1. ábra: A Bihari-sík főbb vízfolyásai

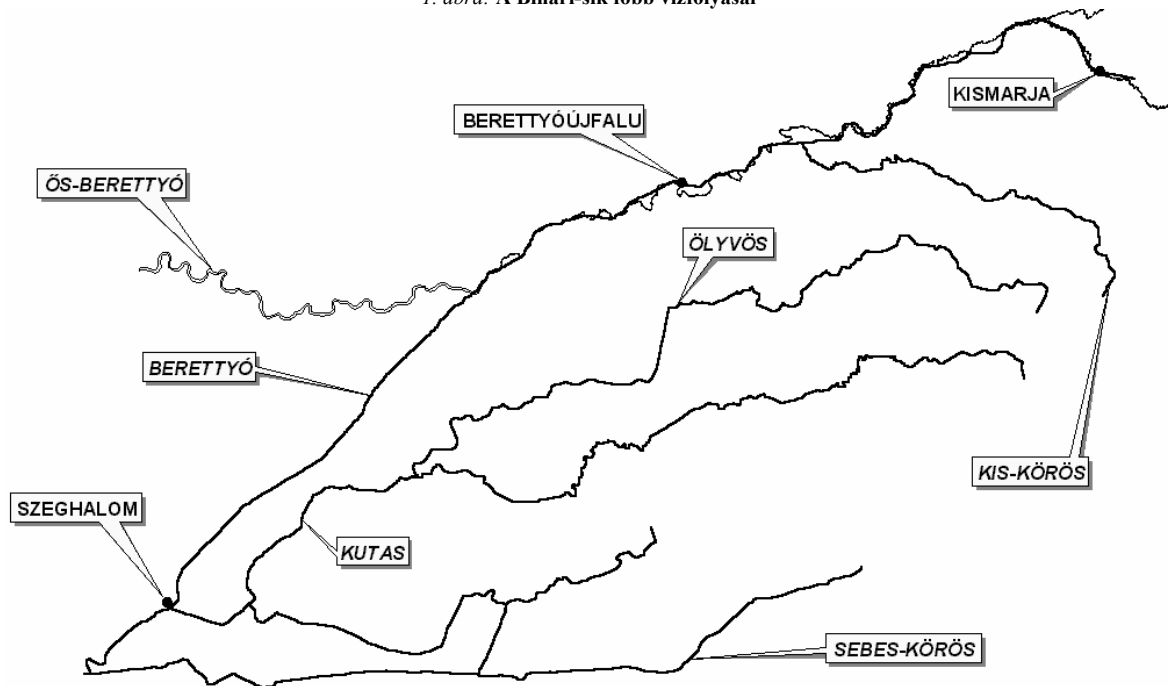


Figure 1: The major streams feeding the Bihari-Plain

1.3. Antropogén szennyeződések hatása a Berettyó vízminőségére

A Berettyószéplaki-medence a Berettyó vízgyűjtő legiparosodottabb része. Olyan iparágak telepedtek meg a folyó középső szakaszán (bányászat, kőolajipar, kőolajfinomító), amelyek évtizedek óta szennyezik vizét. Berettyószéplak és Bályok között a Berettyó árterületén található olajmező számos termelő kútja és a folyó közelébe települt kőolajfinomító miatt a folyót szinte környezeti katasztrófával felérő szennyeződés éri. A

berettyószéplaki olajmező kitermelését végző „PETROM” R. T. rendelkezik ugyan mechanikai és vegyi víztisztító berendezéssel, de a berendezések előregedése és ismétlődő meghibásodása miatt gyakran tisztítás nélkül jut a víz a folyóba. Hasonló a helyzet a berettyószéplaki kőolajfinomítónál is, amelyből elméletileg vegyi, mechanikai és biológiai tisztítás után hagyhatja el a víz az üzem területét, de jelenleg biológiai víztisztítás nincs. A berendezések víztisztító kapacitása – a rendelkezésünkre álló adatok szerint – 6,4 l/s, de ennél nagyobb mennyiségben keletkezik szennyvíz, amely szintén a

Berettyó vizébe jut. Ebből az üzemből a román szabványok által megengedett mennyiségnél is több olaj, szerves anyag, fenol, lebegő részecske kerül ki (Magyari, 1994).

A kevésbé iparosodott magyarországi, mezőgazdasági hasznosítású területeken átfolyó Berettyóban jelentős vegyi szennyeződést nem mutattak ki. Az egyetlen ismert pontszerű szennyezőforrás a Berettyóújfalui szennyvízbevezetés. Szembetűnő viszont a nitrát tartalom növekedése a torkolat irányában, amelynek oka részben a települések nem megfelelő szennyvízkezelése. A vízgyűjtőn a mezőgazdasági eredetű szennyezések (állattartó telepek trágyatárolói,

szórvány műtrágya és növényvédőszer szennyezés) és a kommunális szennyezések (illegális vagy döntően szakszerűtlen hulladék depóniák, alulcsatornázottság) diffúz formában érik el a folyót. A vegyes működésű csatornákkal sűrűn behálózott Bihari-síkról ezek a szennyeződések a nagyobb felszíni vízfolyásokba kerülnek (2. ábra).

A folyó öntisztuló-képességére jellemző, hogy vize a torkolatnál már csak közepesen szennyezett, viszont a Berettyószéplak környéki szennyeződés ökológiai barriert képez a felső és alsó szakaszok között, megakadályozva az életközösségek közötti faj- és génáramlást (Andrikovics et al., 2001).

2. ábra: A Bihari-sík csatornahálózata

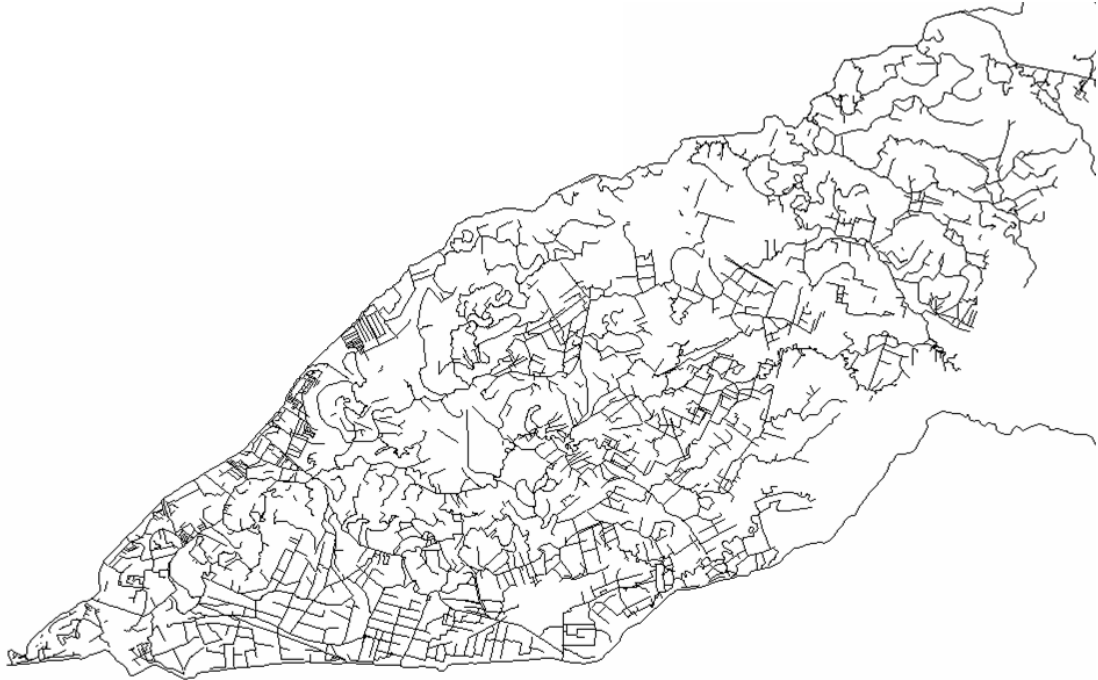


Figure 2: The surface water (natural streams and drainage channel system) network of the Bihari-Plain

1.4. A környezeti modellezés szerepe és jelentősége

A hidrológiai és hidroökológiai modellek és módszerek szerepe egyre inkább növekszik mind a vízkészlet-gazdálkodásban, mind a környezetvédelemben. Ennek okai a következők:

- Nő az igény a hidrológiai és ökológiai folyamatok minél pontosabb, különböző léptékű térbeli és időbeli leírására (Bíró et al., 2003).
- Fokozódik a szükséglet az emberi tevékenység vízminőségre és a hidrológiai ciklusra gyakorolt hatásának részletes elemzésére.
- Az informatika használata egyre szélesebb körben terjed el a társadalom minden működési területén és szerveződési szintjén.
- A távérzékelési adatok felhasználása egyre nagyobb hangsúlyt kap a környezeti modellezésben. Ezek nagymértékben hozzájárulnak a hidrológiai paraméterek pontosabb leírásához (Tamás, 2004).
- A mederben és a vízgyűjtőn lejátszódó folyamatok (a hidrológiai folyamatok

sztochasztikus jellege, a vízgazdálkodás és a földhasználat változásai, az erdőgazdálkodás során végbemenő intercepciós tározódási-kapacitás bővülése ill. csökkenése stb.) nagyban megnöveli az elemzések és előrejelzések térbeli és időbeli bizonytalanságát.

- A térbeli bizonytalanság és kockázat kezelése a hagyományos mérnöki gyakorlattól szokatlan megközelítést követel: kulcsszerepet kap a megelőzés és az ökológiai rendszer visszacsatolásának beágyazása a tervezésbe és a működtetésbe (Istvánovics és Somlyódy, 2000).
- A vízgyűjtők integrált, fenntartható fejlesztésének kulcsa az anyagforgalom minél zártabbá tétele, az irreverzibilis veszteségek minimalizálása. Ahhoz, hogy ez megvalósítható legyen, olyan mérőszámokra, fenntarthatósági mutatókra van szükség, amelyekkel nyomon lehet követni a nagy területre kiterjedő és különböző ágazatok hatáskörébe tartozó beavatkozások hatásait (Bíró és Tamás, 2002).

- A környezeti problémák mellett a társadalmi-politikai-gazdasági kihívások is új igényekkel lépnek fel a környezeti modellekkel szemben. A véges vízkészletekkel való gazdálkodás fenntarthatósága, a vizes és vízi élőhelyek, a biodiverzitás védelme, az EU Víz-Keretirányelv szigorú direktívái felértékeltek a komplex modellek jelentőségét is (3. ábra). A jó ökológiai állapotot megfelelő hidrológiai jellemzőkkel kell alátámasztani. A DE ATC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszékén a kapcsolatrendszer feltárása és koncepcióális modellezése céljából folynak kutatások (Tamás és Bíró, 2001).
- A modell integrációk különböző fokai (adatcsere, közös interface, natív módon integrált rendszerek)

képessé teszik a felhasználót arra, hogy a szükségleteknek megfelelő léptékben hozhasson létre valós idejű előrejelzési és ellenőrzési, illetve előrejelzési és tervezési modelleket.

- A hidrológiai és térinformatikai programok gyakorlati alkalmazásának az egyik legnagyobb gátja a programok I/O kvázi szabványosítása, illetve a hidrológiai alapadatok bizonytalanságának kezelése (Zsuffa és Bogardi, 1997). Számos hidrológiai program közül a gyakorlati feladatok megoldására a MIKE mellett a HEC-RAS az a széles körben használt kereskedelmi program, amely jól felépített GUI-val a hidrológiai elemzési keretfeltételek értékelését hatékonyan képes támogatni.

3. ábra: Egy komplex környezeti modell kialakításának vázlata

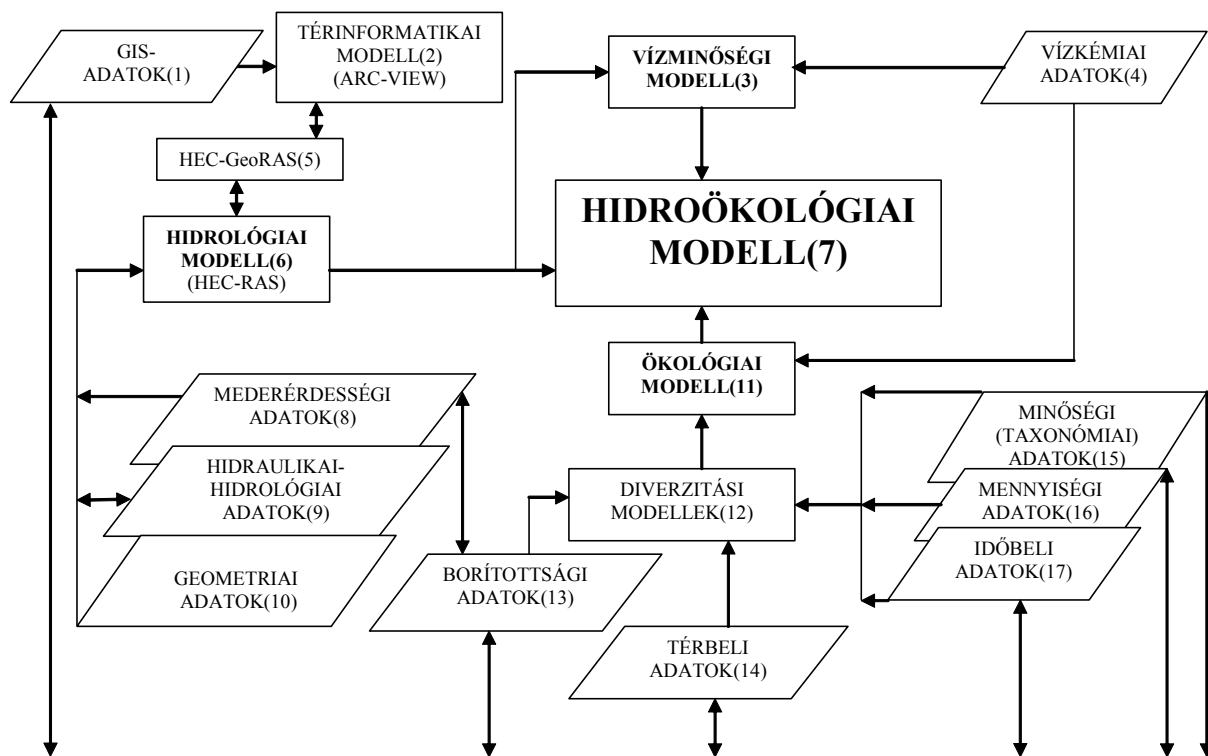


Figure 3: A possible environmental model construction (scheme)

GIS-datas(1), GIS-model(2), Water-quality model(3), Water-chemical model(4), HEC-GeoRAS extension(5), Hydrological model(6), Hydroecological model(7), Manning-n datas(8), Hydraulic-hydrological datas(9), Geometric datas(10), Ecological model(11), Diversity models(12), Covering datas(13), Spatial datas(14), Taxonomic datas(15), Quantitative datas(16), Temporal datas(17)

2. ESZKÖZ ÉS MÓDSZER

2.1. A hidrológiai modell felépítése és működése

A HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center – River Analysis System) egy interaktív használatra kifejlesztett integrált szoftver-rendszer, amely egy több modult felhasználó környezetben működik. A program kifejlesztője az US Army Corps of Engineers (USACE), Hydrologic Engineering Center (HEC). Egydimenziós modell, amely a keresztmetszvények geokoordináta-helyes sorba rendezésével képes pszeudo-3-D-s kép előállítására.

A HEC-RAS modell input alapadat-szükséglete:

- A meder geometriai adatai (keresztmetszvények, X-Y-Z EOY koordináták);
- A mederérdességi tényezők (Manning-féle n-koefficiensek);
- A kontrakciós és expanziós koefficiens megadása;
- Határfeltételek megadása (permanens állapotra vízállás, vízhozam, vízhozam-görbe, vízfelszín-esés adatok, nem permanens állapotra észlelt és számított vízállás és vízhozam idősorok, vízhozam-görbe adatok).

A hidraulikai analízis valamennyi komponense azonos meder-geometriai adatbázison, és azonos geometriai és hidraulikai számítási metódusokon alapul. Az alapadatok felvételét több terepi mérőkampány keretében szereztük be. A koordináta-meghatározásokat szimultán módon két műszerrel hajtottuk végre (TRIMBLE Explorer és egy pontra állítható, stabil antennás terepi adatgyűjtővel kombinált JAVAD Legacy DGPS pozíciógyűjtés) (Tamás és Bíró, 2001).

Bár a modell lineáris, a számítások alapjául szolgáló medermodell ún. pseudo-3D absztrakción alapul, azaz a vízfolyás mentén sorba rendezett kétdimenziós keresztaszvályvek felhasználásával építi fel a meder háromdimenziós képét.

Az adatbevitel első lépése a vízrendszer vonalas ábrázolása. A pontos adatbevitel és szemléltetés érdekében egy térinformatikailag kidolgozott, EOVB-ben elkészített ESRI ArcView shape-file háttérképet rendeltünk hozzá a sematikus ábrához, így földrajzi vetület szempontjából is pontos képet kaptunk a vízrendszerről (1. ábra). A pontosítás finomítása érdekében a keresztaszvályveket a végpontjaik földrajzi koordinátáinak megfelelően beforgattuk (Warner et al., 2002).

Az alapvető geometriai adatbeviteli szükséglet a következő: A keresztaszvályvek pontjainak X koordinátáit a GPS alappont és végpont között vettük fel. Ezen pontok koordinátáit áttanszformáltuk EOVB geokoordinátákká. Az Y (magassági) koordinátákat a Balti tenger feletti magasságban (mBf) adtuk meg. A hosszanti (Z) koordinátákat (a keresztaszvályvek egymáshoz viszonyított távolságát) a főmeder, a jobb és a bal part esetében is meghatároztuk.

Az adott időpontokra vonatkozó határfeltételeket a szeghalmi, berettyóújfalui és a pocsaji szakaszmérnökségek hiteles vízmérce-adatai alapján adtuk meg.

2.1.1. A HEC-RAS modell feltételei (a számítások alapja)

A hidraulikai veszteségek számítása a Bernoulli-egyenlet alapján:

$$z + \frac{v^2}{2g} + \frac{p}{\gamma} = H \quad (1)$$

ahol:

H: energiamagasság;

z: a vizsgált keresztmetszet középpontjának magassága a viszonyítási síkhoz képest [m];

v: az áramlási középsebesség [m/s];

p: a keresztmetszetben (aszvályvben) uralkodó nyomás [Pa];

g: a nehézségi gyorsulás [9,81 m/s²];

γ: a folyadék fajszálya [N/m³].

Nyílt aszvályvú vízfolyások esetében az energiatonalat a keresztaszvályvenkénti energiamagasságok (H) pontsora alkotja:

$$z_1 + \frac{p_1}{\gamma} + \frac{v_1^2}{2g} = z_2 + \frac{p_2}{\gamma} + \frac{v_2^2}{2g} + h_v \quad (2)$$

ahol:

h_v: az energiatvesztés.

A mederérdességből eredő energiatvesztések (a súrlódási energiatvesztés) számítása Chézy képlete (1775) alapján: a aszvályv középsebessége a hidraulikai sugár (R) és a hosszirányú esés (I) függvénye (3).

$$v = C \sqrt{R \times I} \text{ [m/s]} \quad (3)$$

ahol:

C: a sebességi tényező;

I: a mederfenék esése [m/km] (‰) (elméletileg ~ vízfelszín esése);

R: a hidraulikai sugár [m].

A sebességi tényező a „n” **Manning-féle mederérdességi tényező** segítségével számítható (4):

$$C = \frac{1}{n} \times \sqrt[6]{R} \quad (4)$$

Ezt behelyettesítve a Chézy-képletbe (5):

$$C = \frac{1}{n} \times \sqrt[3]{R^2} \times \sqrt{I} \quad (5)$$

2.1.2. A Manning-féle mederérdességi tényezők

A Manning-féle mederérdességi tényezők helyes felmérése rendkívül fontos a modellezés pontossága szempontjából. A mederérdességek értékei rendkívül változatosak lehetnek, és nagymértékben függenek a legkülönbözőbb környezeti tényezőktől, pl. a mederfelszín érdességtől, a meder benőttségétől, ennek megfelelően a vegetáció évszakos változásaitól, a meder vonalvezetésétől, a mederben elhelyezkedő természetes ill. mesterséges akadályoktól és műtárgyaktól, a leülepedett és a lebegtetett hordalék mennyiségi és minőségi jellemzőitől, a hőmérséklettől stb.

A mederérdességi tényezők a felszíni vízfolyástípusokra leolvashatóak táblázatból (1. táblázat), de a helyi mederveviszonyok ismeretében (hidraulikai sugár, a hordalék szemcsemérete stb.) módosíthatóak, pl. Cowan (1956), Limerinos (1970), Jarrett (1984) szerint (Warner et al., 2002).

A Manning-féle mederérdességi tényezők értékei néhány különböző medertípus esetében

A meder típusa és jellemzése(1)		Manning-féle mederérdességi értékek(2)		
		Min.	Norm.	Max.
A. Természetes vízfolyások(3)				
	1. Főmeder(4)			
a.	Tiszta, egyenes, telt, nincsenek árkok és mély gödrök(5)	0.025	0.030	0.033
b.	Ua. mint fent, kövekkel és növényzettel(6)	0.030	0.035	0.040
c.	Tiszta, kanyargós, gödrökkel és zátonyokkal(7)	0.033	0.040	0.045
d.	Ua. mint fent, kövekkel és növényzettel(8)	0.035	0.045	0.050
e.	Ua. mint fent, alacsonyabb lépcsőkkel, több inaktív/vízhozam szempontjából közömbös/lejtővel és szelvénnel(9)	0.040	0.048	0.055
f.	Ua. mint „d”, kövekkel(10)	0.045	0.050	0.060
g.	Lassú folyású, benőtt ágak, mély gödrökkel(11)	0.050	0.070	0.080
h.	Erősen benőtt ágak, mély gödrök vagy elágazások, sűrűn álló fatörzsekkel és bozóttal(12)	0.070	0.100	0.150
	2. Árterek(13)			
a.	Nyílt síkság(14)			
	1. Alacsony gyep(15)	0.025	0.030	0.035
	2. Magas gyep(16)	0.030	0.035	0.050
b.	Művelt terület(17)			
	1. Növények nélkül(18)	0.020	0.030	0.040
	2. Kifejlett kapásnövények, sorokban(19)	0.025	0.035	0.045
	3. Kifejlett szántóföldi növények(20)	0.030	0.040	0.050
c.	Bozót(21)			
	1. Szórványos bozót, sűrű aljnövényzet(22)	0.035	0.050	0.070
	2. Gyér bozót és facsoport, télen(23)	0.035	0.050	0.060
	3. Gyér bozót és facsoport, nyáron(24)	0.040	0.060	0.080
	4. Közepesen sűrű bozót, télen(25)	0.045	0.070	0.110
	5. Közepesen sűrű bozót, nyáron(26)	0.070	0.100	0.160
d.	Fák(27)			
	1. Kitisztított talaj törzsekkel, sarjadékok nélkül(28)	0.030	0.040	0.050
	2. Ua. mint fent, sűrű sarjadékokkal(29)	0.050	0.060	0.080
	3. Sűrűn álló fatörzsek, kidőlt fák, az áramlás a koronaszint alatt(30)	0.080	0.100	0.120
	4. Ua. mint fent, az áramlás a koronaszintet eléri(31)	0.100	0.120	0.160
	5. Sűrű füzes, nyáron, egyenes vonalban(32)	0.110	0.150	0.200

Forrás: Chow, 1959

Table 1: Manning „n” values of some types of channels

Type of Channel and Description(1), Manning „n” values(2), Natural Streams(3), Main Channels(4), Clean, straight, full, no rifts or deep pools(5), Same as above, but more stones and weeds(6), Clean, winding, some pools and shoals(7), Same as above, but some weeds and stones(8), Same as above, lower stages, more ineffective slopes and sections(9), Same as „d” but more stones(10), Sluggish reaches, weedy, deep pools(11), Very weedy reaches, deep pools, or floodways with heavy stands of timber and brush(12), Flood Plains(13), Pasture no brush(14), Short grass(15), High grass(16), Cultivated areas(17), No crop(18), Mature row crops(19), Mature field crops(20), Brush(21), Scattered brush, heavy weeds(22), Light brush and trees, in winter(23), Light brush and trees, in summer(24), Medium to dense brush, in winter(25), Medium to dense brush, in summer(26), Trees(27), Cleared land with tree stumps, no sprouts(28), Same as above, but heavy sprouts(29), Heavy stand of timber, few down trees, little undergrowth, flow below branches(30), Same as above, but with flow into branches(31), Dense willows, summer, straight(32)

2.2. Vízhőmérséklet és kémiai módszerekkel

A komplex célú környezetminősítés során felhasználtuk az ökológiai vízminősítés alapelveit és módszereit (Dévai et al., 1999). A vizsgálatok során nem tartottuk szükségesnek a gyakran eltérő, biológiai és ökológiai, ill. környezetgazdálkodási szempontú szemléletmódok érvényre juttatását.

Az élettelen természet által meghatározott mutatócsoportból a **vízsebességet**, a **fajlagos elektromos vezetőképességet** és a **pH-t**, az élettelen és élő természet által közösen meghatározott mutatócsoportból a **víz hőmérsékletet**, az **oldott oxigéntartalmat** és a **relatív oxigéntartalmat**, a

destruktivitás tipológiához tartozó mutatók közül a **biokémiai oxigénigényt** mértük (Dévai et al., 1999; Németh, 1998).

A BOI₅ mérését WTW Oxitop mikroprocesszoros vákuummanométerrel végeztük, amely az O₂ fogyása miatt bekövetkező nyomáscsökkenést rögzíti 5 napon keresztül, napi bontásban. A keletkező CO₂-t granulált NaOH köti meg. A vízmintákat hűtőládában tároltuk és még azon a napon megkezdjük a mérést és az inkubálást 20°C-on. A minták folyamatos keverését elektromágneses keverőasztal biztosította.

A víz vezetőképességét WTW LF Weilheim 325-B/Set 1. abszolút és relatív O₂ tartalmát WTW Weilheim OXI 325-B/Set 1., redoxi-potenciálját és

pH-ját WTW pH Weilheim 325-B/Set 1. típusú műszerrel mértük. Ezekkel kis és közepes vízállás esetén gumicsónakról ill. közvetlenül a vízben állva lehetőség nyílik „in situ” vizsgálatok elvégzésére is. Valamennyi műszer méri az aktuális hőmérsékletet is.

Az üledékminták vételezését Eikelkamp-féle szondával a fősodorvonalban végeztük. Az üledékszemcsék méret szerinti frakcionálását VIVAC-gyártmányú szitasorral végeztük el, légszáraz állapotban.

A minták vételezésében, szállításában és tartásában a „MSZ ISO 5667 – 6 (Vízminőség. Mintavétel. 6. rész: Útmutató a folyókból és patakokból végzett mintavételhez)” szabvány útmutatásaihoz igazodtunk.

A statisztikai számításokat és elemzéseket az SPSS és az Excel programok segítségével végeztük el.

2.3. A vízminőség meghatározása bioindikátor szervezetek segítségével, a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer (MMCP) alapján

Angliában a BMWP (Biological Monitoring Working Party) – pontrendszer bevált a felszíni vízfolyások vízminősítésében (NRA, 1990). Ez a módszer csak Nagy-Britanniában alkalmazható.

Az MMCP (Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer) (Csányi, 1998; VITUKI, 1997;

Németh, 1998) a BMWP adaptálása hazai viszonyokra. Segítségével elvégezhető a vízminősítés a makrozoobentonból vett reprezentatív minta faji szintű meghatározása nélkül is, amely sok esetben speciális taxonómiai ismereteket igényel. A minősítés módszere kvalitatív, a prezencia-abszencia (jelenlét-hiány) viszonyok alapján működik.

A mintákat merítőhálójával, alacsony vízállás esetén „kick and sweep” módszerrel, iszapmintavetővel, csipesszel, kézzel és lapáttal vettük. Szemrevételezés után a mintákat szétválogattuk, és légmentesen záródó műanyag laboratóriumi folyadékflakonokban tároltuk, ill. számos esetben az egyértelműen azonosított egyedeket szabadon engedték. A megfelelő szintű taxonómiai azonosítás (általában család, néhány esetben ettől eltérő taxonok) után megállapítottuk a megfelelő vízminőségi mutatószámokat (2. táblázat) és elvégeztük a vízminősítést az alábbiak szerint:

1. A mintában legalább egy egyeddel képviselt taxonok, és azok indikációs mérőszáma alapján kiszámítottuk a kumulatív MMCP összpontszámot (6. egyenlet).
2. A kumulatív összpontszám és a taxonok száma alapján megkaptuk a taxononkénti átlagos pontszámot (TÁP) (7. egyenlet).
3. Megkerestük mind az MMCP-re, mind a TÁP-ra vonatkozó vízminőségi indexet (3. táblázat).
4. A kétféle vízminőségi index átlagának alapján (8. egyenlet) megállapítottuk a megfelelő vízminőségi osztályt (4. táblázat).

2. táblázat

A makrozoobenton család- és egyéb rangú taxonjainak pontrendszere

10	Beraeidae Leuctridae Siphonuridae	Capniidae Molannidae Taeniopterygidae	Chloroperlidae Odontoceridae BITHYNELLA	<i>Cordulegasteridae</i> Perlidae PALADILHIA	Goeridae Perlodidae SADLERIANA	Lepidostomatidae Sericostomatidae
8	<i>Aphelocheiridae</i>	PALINGENIIDAE	Philopotamidae	<i>Phryganeidae</i>		
7	Nemouridae	<i>Neritidae</i>	Policentropodidae	Ryacophilidae (+Glossosomatidae)		
6	<i>Aeschnidae</i> <i>Ephemeridae</i> <i>Libellulidae</i>	Ancylidae Gomphidae Leptoceridae	<i>Astacidae</i> <i>Heptageniidae</i> <i>Leptophlebiidae</i>	<i>Brachycentridae</i> Hydroptilidae <i>Potamanthidae</i>	<i>Corduliidae</i> Jaeridae	<i>Ephemerillidae</i> <i>Lestidae</i>
5	<i>Acroloxidae</i> Dytiscidae Hydrophilidae <i>Psychomyidae</i> (+Ecnomyidae)	<i>Caenidae</i> Elmidae Hydropsychidae	Chrysomelidae Gyrinidae LEPIDOPTERA (Acentropidae- Pyalidae) Scirtidae	<i>Corophiidae</i> Haliplidae Thiaridae	Cordulionidae Hydrobiidae (Potamopyrgus) <i>Limnephilidae</i> <i>Unionidae</i>	Dryopidae Pisidiidae
4	Baetidae <i>Dugesidae</i> Mysididae Rhagionidae	<i>Calopterygidae</i> <i>Gammaridae</i> <i>Nepidae</i> TENTACULATA	Chaoboridae <i>Gerridae</i> <i>Notonectidae</i> <i>Viviparidae</i>	<i>Coenagrionidae</i> <i>Glossiphoniidae</i> Piscicolidae Rhagionidae	<i>Dendrocoelidae</i> <i>Hydrometriidae</i> <i>Planariidae</i>	Dreissenidae <i>Mesoveliidae</i> <i>Pleidae</i>
3	Arguliidae Hydrobiidae Planorbidae Sphaeriidae	Asellidae (Lithoglyphus, Borysthenia) <i>Platynemididae</i> Tabanidae	Bithyniidae POLYCHAETA <i>Tipulidae</i>	<i>Corixidae</i> Lymnaeidae Sciomyzidae Valvatidae	Erpobdellidae <i>Naucoridae</i> <i>Sialidae</i>	Hirudidae Physidae Simuliidae
2	Ceratopogonidae	Chironomidae	Culicidae	DIPTERA	Limoniidae	Stratiomyidae
1	Oligochaeta					

Forrás: Csányi, 1998

Table 2: The point system of the Hungarian macrozoobenthos families and other taxa

$$\text{Kumulatív pontszám} \quad MMCP = \sum_i \sum_j q_{ij} t_{ij} \quad (6)$$

$$\text{Taxononkénti átlagpontszám} \quad TAP = \frac{\sum_i \sum_j q_{ij} t_{ij}}{\sum_i \sum_j t_{ij}} \quad (7)$$

$$TAP = \frac{MMCP}{\sum_i \sum_j t_{ij}}$$

3. táblázat

A vízminőségi index az MMCP és a TÁP alapján

Összpontszám (MMCP)(1)	Taxononkénti átlagpontszám (TÁP)(2)	Vízminőségi index (QI)(3)
>120	>5,0	7
101-120	4,5-5,0	6
81-100	4,1-4,4	5
51-80	3,6-4,0	4
25-50	3,1-3,5	3
10-24	2,1-3,0	2
0-9	0,0-2,0	1

Table 3: The water-quality index based on the point system of the Hungarian macrozoobenthos families and other taxons, and the mean of the taxon-points

Total score(1), Mean score of taxons(2), Quality index(3)

$$QI \text{ átl.} \quad QI_{\text{átl}} = \frac{QI_{MMCP} + QI_{TAP}}{2} \quad (8)$$

4. táblázat

Vízminőségi osztályok a QI átl. alapján

QI átl.(1)	Minősítés(2)	Vízminőségi osztály(3)
>6	Kiváló minőségű(4)	I.A.
5,5		I.B.
5,0		I.C.
4,5	Jó minőségű(5)	II.A.
4,0		II.B.
3,5	Kevésbé szennyezett(6)	III.A.
3,0		III.B.
2,5	Közepesen szennyezett(7)	IV.A.
2,0		IV.B.
1,5	Nagyon szennyezett(8)	V.A.
<1,0		V.B.

Table 4: Water quality classes based on the mean of the MMCP-index

Mean of water quality index(1), Qualification(2), Water quality class(3), Excellent quality(4), Good quality(5), Less polluted(6), Meanly polluted(7), Very polluted(8)

2.4. A biodiverzitás mérése

A biológiai változatosság egyetlen számmal való leírására a biodiverzitási indexek használatosak. Ezek kifejezik a fajszámok és az egyedszámok viszonyát,

függetlenek a minták számától és nincs dimenziójuk. Kifejezetten összehasonlító elemzésekre alkalmasak. A leggyakrabban alkalmazott diverzitási indexek a Shannon, a Simpson és a McIntosh diverzitási index (9., 10. és 11. egyenlet).

$$\text{Shannon (1949) diverzitási index} \quad H = - \sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i \quad (9)$$

$$H = - \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{X} \log_2 \frac{x_i}{X}$$

$$\text{Simpson (1949) diverzitási index} \quad D = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n x_i(x_i - 1)}{X(X - 1)} \quad (10)$$

$$\text{McIntosh (1967) diverzitási index} \quad D = \frac{X - \sqrt{\sum_{i=1}^n x_i^2}}{X - \sqrt{X}} \quad (11)$$

ahol:

p_i : az i -edik faj előfordulási gyakorisága az élőlényegyüttesben;

x_i : az i -edik fajhoz tartozó egyedszám;

X : a mintában megszámlált összes egyedek száma;

n : a mintában előforduló fajok száma (Németh, 1998; Standovár és Primack, 2001).

Az élőlényegyüttes adott össz-egyedszáma mellett a diverzitás számszerűen kifejezett minimum- és maximum-értéke a következő feltételek mellett teljesül (Précsényi, 1981):

- Minimális a diverzitás, ha az élőlényegyüttes minden egyede egy fajhoz tartozik.
- Maximális a diverzitás, ha az élőlényegyüttes minden egyede más fajhoz tartozik, illetve ha minden faj egyedszáma azonos.

A Shannon-függvény (9. egyenlet) inkább a ritka fajokra érzékeny, a Simpson függvény (10. egyenlet) a domináns fajok egyedszámára érzékeny (Standovár és Primack, 2001).

$$\text{Egyenletesség eveness= ekvitalitás} \quad E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\log_2 n} \quad (12)$$

$$H_{\max} = \log_2 n$$

ahol:

E : egyenletesség;

H : a diverzitás;

H_{\max} : a diverzitás adott n fajszám melletti lehetséges maximuma.

A taxondiverzitás módszerei csak a komponensek számát és egyenletességét (12. egyenlet) veszik figyelembe. Ezek a mértékek értékselelegesek, azaz csak az előbbi tényezőkre érzékenyek. A természetvédelemben használt biodiverzitás fogalomba be kell vonni a szereplő taxonok természetvédelmi ill. ökológiai értékét és szerepét is, mivel az előzőek értelmében a diverzitás és a biodiverzitás nem feltétlenül szinonim fogalmak (Pielou, 1995).

A kompozíciós (florális) diverzitás a létező fajkombinációk számát és egyenletességét méri (Juhász-Nagy, 1980; Juhász-Nagy és Podani, 1983). Mértéke függ a térléptéktől.

A korlátok miatt több kutató szerint a diverzitás indexek önmagukban való alkalmazása nem ajánlott, más módszerekkel együtt azonban használhatóak a környezeti hatások nyomon követésére.

Az ökológiai diverzitás mérésének alapjául szolgáló csoportok kialakítása történhet egy jellemző ökológiai stratégia, egy abiotikus környezeti tényezővel szembeni viselkedés stb. alapján is. Az élőhelyek (habitatok) diverzitása is vizsgálható a fentiek alapján, de ehhez szükséges egy megfelelő, egységes élőhely-osztályozási rendszer megléte is (Standovár és Primack, 2001). Ez a feltétel teljesült az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR, 1997) felállításával.

Mivel jelenleg még nincs sem elméleti, sem gyakorlati lehetőség adott évre a teljes fajkészlet – taxonómiai leltár – elkészítésére, biodiverzitás-indikátorokat kell alkalmazni. Biodiverzitás-indikátor minden olyan jellemző, amelynek rendszeres mérésével a biodiverzitás bizonyos elemeinek trendjeiről kapunk képet.

A potenciális biodiverzitás-indikátor sajátosságoknak három fő csoportjuk van (Noss, 1990):

- Kompozíciós (faji összetételre, taxon-diverzitásra jellemző stb.) változók;
- Strukturális (talaj-, vegetációszerkezetre stb. jellemző) változók;
- Funkcionális (az anyagforgalomra, a produktivitásra jellemző) változók.

A gyakorlatban alkalmazható indikátoroknak a következő sajátosságokkal kell rendelkezniük (Standovár és Primack, 2001):

- Legyen könnyen regisztrálható a nem specialista számára is;
- Legyen a megfigyelő személyétől függetlenül jól ismételhetően regisztrálható;
- Alkalmazásával reális költségekért megbízható adatokhoz lehessen jutni;
- Ökológiai szempontból legyen értelmes, azaz könnyen interpretálható adatokat szolgáltatson.

Egy ideális indikátorfaj jellemzői különböző tanulmányok kritikai elemzése alapján (Hilty és Merenlender, 2000):

- Egyértelmű taxonómiai besorolás;
- Ismert biológiai és életmenet tulajdonságok;
- Ismert környezeti tűrőképesség;
- Ismert válaszok a környezet változásaira;
- Széles elterjedtség;
- Korlátozott mozgékonyosság;
- Kis genetikai és ökológiai variabilitás;
- A populációs trendek jól felismerhetőek;
- Specialista faj;
- Könnyen megtalálható és mérhető;
- Jelenítsen meg más (politikai, társadalmi, gazdasági) értékeket is.

A jövőben számítani lehet arra, hogy a strukturális indikátorok alkalmazásának gyakorisága megnő a környezetminősítésben. Egy életközösség egyedeinek teljes faji szintű kvalitatív és kvantitatív azonosítása gyakorlatilag lehetetlen, speciális szakmai ismereteket, nagy anyagi és időbeli

ráfordítást igényel. A strukturális indikátorok (mozaikosság, horizontális és vertikális zonalitás, ezek térbeli és időbeli változásai) jól vizsgálhatóak térinformatikai ill. távérzékelési módszerekkel, és az adatok gyűjtése, valamint az adatforrások hozzáférhetősége is egyre könnyebbé válik.

A vizsgálati helyek biodiverzitásának előzetes összehasonlításához az MMCP lista adatait használtuk fel. Mivel a minta egy részének faji szintű azonosítása még folyamatban van, nem a hagyományos értelemben vett faji diverzitást számoltuk ki, hanem annak a valószínűségét, hogy a mintából két véletlenszerűen kiválasztott taxon különböző vízminősítési értékosztályokba fog tartozni. Így az egyes vízminősítési osztályokba tartozó taxonok alapján számított diverzitási értékek a többi állapotjellemzővel együtt felhasználhatóak az egyes vizsgálati helyek környezeti állapotának jellemzésére. A fentiek értelmében így a Simpson-féle diverzitási indexet használtuk. A mintavételek azonos módszerekkel és azonos időtartam alatt történtek.

2.5. A környezeti állapot mérése

A környezeti állapot átfogó értékeléséhez a Spencer-féle környezeti indikációs módszert alkalmaztuk, amely jól bevált ausztráliai, illetve módosítva magyarországi állóvizek esetében (Spencer et al., 1998; Kováts et al., 2002).

A környezeti indikátorok listáját olyan hidraulikai jellemzőkkel egészítettük ki, amelyek komoly befolyást gyakorolnak a folyóvízi életközösségek kialakulására és változásaira (pl. vízsebesség, vízáramlás, nyírófeszültség stb.) (13-14-15. egyenlet). A listába belefoglaltuk a MMCP kapott pontértékeit is (5. táblázat). Az indikátorok listája természetesen bővíthető.

$$\text{Nyírófeszültség} \quad \tau = \eta \frac{dv}{dy} \quad (13)$$

ahol:

τ : nyírófeszültség (Nm^{-2});

η : dinamikai viszkozitási tényező (Nm^{-2}s);

v : sebesség;

y : a sebesség irányára merőleges hossz.

$$\begin{array}{ll} \text{Turbulens ill.} & \text{turbulens} - Re > 2320 \\ \text{lamináris áramlás} & \text{lamináris} - Re < 2320 \\ \text{meghatározása} & Re = \frac{vR}{\nu} \end{array} \quad (14)$$

ahol:

ν : sebesség;

v : kinematikai viszkozitás (20°C -on $10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$);

R : hidraulikai sugár.

$$\begin{array}{ll} \text{Rohanó ill.} & v_{grav} = \sqrt{gh} \\ \text{áramló áramlás} & \text{rohanó: } V_{víz} > V_{grav} \\ \text{meghatározása} & \text{áramló: } V_{víz} < V_{grav} \end{array} \quad (15)$$

ahol:

V_{grav} : a gravitációs hullámok sebessége;

g : grav. állandó;

h : vízmélység;

$V_{víz}$: aktuális vízsebesség.

A környezeti állapotindex meghatározása

Környezeti elem/indikátor pontértéke(1)		1	2	3	4	5	Egység(2)
Talaj(3)	A part stabilitása(4)		Laza(19)		Kötött(20)		
Víz(5)	Nyírófeszültség(6)		>50		<50		N/m ²
	Áramlás(7)		Turbulens (21)		Lamináris (22)		
			Rohanó(23)		Áramló(24)		m/s
	Átlagos sebesség(8)	>1.00	0.75-1.00	0.50-0.75	0.25-0.50	0-0.25	m/s
	Vezetőképesség(9)	>5.83	2.50-5.83	0.83-2.50	0.29-0.83	0-0.29	mS/cm
	Oldott oxigén(10)	0-4.00	4.10-8.00	8.10-12.00	12.10-15.00	>15.00	mg/l
	BOI ₅ (11)	>15	10.1-15	6.1-10	4.1-6	0-4	mg/l
Vízminőségi indikátor-taxonok(13)	pH(12)	<4.5 ill. >9.5		4.5-6.5 ill. 8.3-9.5		6.5-8.3	
	MMCP(14)	1	2	3	4	5	
Vegetáció(16)	Diverzitás(15)	<0.60	0.60-0.75	0.75-0.82	0.82-0.92	>0.92	
	Borítás(17)	<5	>95	5-15 ill. 85-95	15-25 ill. 76-85	26-75	% (vízfelszín) (25)
	Élőhelyek heterogenitása(18)	1	2	3	4	5	Élőhelyek száma(26)

Forrás: Spencer et al., 1998, módosítva

Table 5: The definition of the environmental qualification index

Score of the environmental factor/indicator(1), Unit(2), Soil(3), Stability of the coast(4), Water(5), Shearing stress(6), Flow(7), Average velocity(8), Conductance(9), Absolute Oxygen Content(10), 5-day Biochemical Oxygen Demand(11), H-concentration(12), Water-quality indicators(13), Water quality index(14), Diversity(15), Vegetation(16), Cover(17), Heterogeneity of the habitats(18), Soft(19), Solid(20), Turbulent(21), Laminated(22), Tumbling(23), Course(24), Surface area(25), Number of habitats(26)

3. EREDMÉNYEK

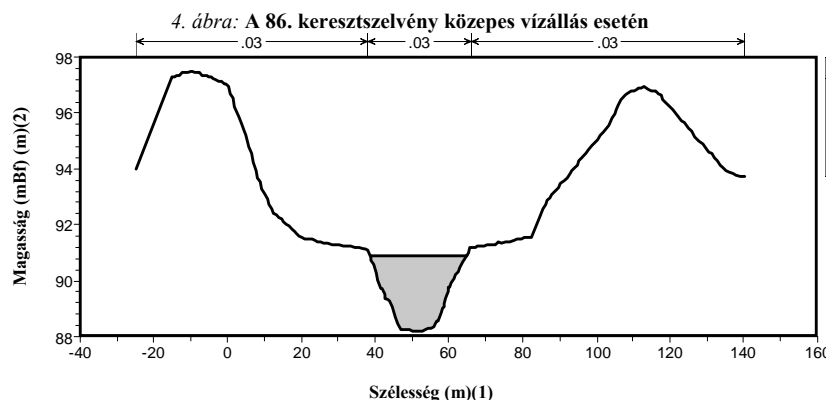
3.1. A hidrológiai modell

A keresztmetszvényenként bevitt geometriai és mederérdességi adatok segítségével megkaptuk a jellemző keresztmetszvények képét (4. ábra), amelyeket a program azok EOY koordinátái szerint sorba rendezett, ezzel kialakítva meder pseudo-3-D-s képét (5. ábra).

A modell a határfeltételek megadása után a különböző vízhozamoknak és vízállásoknak megfelelően a következő adatokat szolgáltatja minden egyes keresztmetszvényről (6. táblázat):

- Az energiavonal magassága;
- Sebességmagasság;
- A vízfelszín magassága;

- Kritikus magasság;
- Az energiavonal lejtése;
- Vízhozam;
- Legnagyobb víztükörszélesség;
- Átlagos vízsebesség;
- A maximális vízhozam a keresztmetszvényben;
- A meder max. mélysége;
- A szakasz hossza (a soron következő keresztmetszvényig);
- Minimális medermagasság;
- Sűrűlátsási energia-veszteség;
- Kontrakciós és expanziós energia-veszteség;
- Nyírófeszültség;
- Nedvesített keresztmetszvényi felület;
- Nedvesített keresztmetszvényi terület;
- Hidraulikai mélység stb.


 Figure 4: The 86. cross-section (mean stage)
 Station (m)(1), Elevation (m)(2)

5. ábra: A Berettyó pseudo-3-D-s ábrázolása a 86. VO-tól (43,352 fkm) lefelé (közepes vízállás)

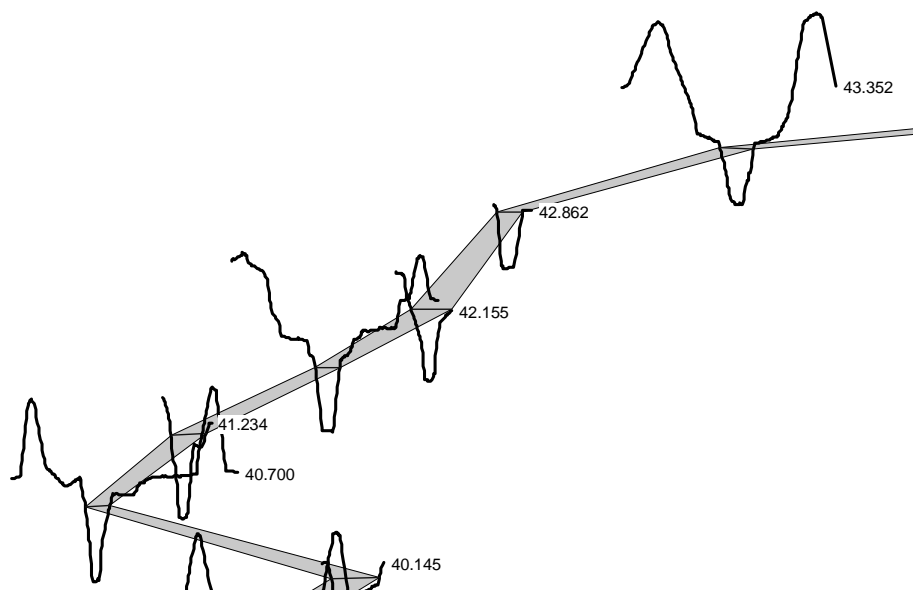


Figure 5: The pseudo-3-D model of the Berettyó River from the 86. cross-section (mean stage)

6. táblázat

A vizsgált vizek fontosabb hidraulikai jellemzői (2001. évi adatok)

	Szeghalom		Berettyóújfalu		Kismarja	
Szelvényszám (VO)(1)	14.	15.	86.	87.	145.	146.
Vízszint (MBF) (m)(2)	83,514	83,540	88,868	88,901	96,860	97,570
Folyóméter(3)	6532,000	7146,000	43 352,000	44 143,000	72 683,000	73 165,000
Vízszintesítés (‰)(4)	0,030	0,000	0,380	0,000	0,530	1,470
Nedvesített keresztmetszeti terület (m ²)(5)	20,100	13,200	6,800	6,400	2,300	11,600
Nedvesített keresztmetszeti kerület (m)(6)	16,790	28,260	11,430	12,680	17,600	11,560
Hidraulikai sugár (M)(7)	1,200	0,470	0,590	0,500	0,130	1,000
Vízközépssebesség(8)	0,174	0,254	0,341	0,358	0,855	0,168
Közepes vízhozam (m ³ /s)(9)	3,500	3,500	2,100	2,100	1,960	1,960
Froude-szám(10)	0,050	0,119	0,140	0,159	0,756	0,051
Reynolds-szám(11)	0,180	0,100	0,180	0,160	0,100	0,150
Víztükr-szélesség (m)(12)	16,040	28,450	11,400	12,440	17,560	10,610

Table 6: Prime hydraulic parameters of studied water spaces

Cross Section Code(1), Water level(2), Running Meter(3), Water level Gradient(4), Area of Wetted Cross Section(5), Circumference of Wetted Cross Section(6), Hydraulic Radius of Wetted Cross Section(7), Average Water Velocity(8), Average Run-off(9), Froude-Number(10), Reynolds-Number(11), Width of Static Water(12)

3.2. Fizikai-kémiai vízminősítés

nyári, kisvízi időszakokra vonatkoztatva az alábbi táblázatok tartalmazzák (7-8-9. táblázat):

A fizikai-kémiai vízminősítés eredményeit a

7. táblázat

SZEGHALOM – Fontosabb leíró statisztikai adatok

SZEGHALOM					
	Min.(1)	Max.(2)	Átl.(3)	S(4)	S ² (5)
pH(6)	7.50	8.08	7.84	0.28	0.08
SAL(7)	0.50	0.90	0.70	0.18	0.03
LF (mS/cm)(8)	1.18	2.18	1.56	0.43	0.19
T (°C)(9)	20.50	26.10	23.73	2.44	5.95
O ₂ (‰)(10)	59.00	146.00	83.60	41.69	1738.11
O ₂ (mg/l)(11)	4.96	12.61	7.03	3.73	13.90
BOI ₅ (mg/l)(12)	6.00	11.00	9.50	2.38	5.67
Redoxi-potenciál (mV)(13)	-52.00	-35.00	-42.50	7.59	57.67
v _{átl} (m/s)(14)	0.13	0.19	0.15	0.03	0.00

Table 7: Szeghalom – descriptive statistics

Minimum(1), Maximum(2), Mean(3), Std. Deviation(4), Variance(5), H cc.(6), Salinity(7), Conductance(8), Water Temperature(9), Relative Oxygen Content(10), Absolute Oxygen Content(11), 5-day Biochemical Oxygen Demand(12), Redoxi-potential(13), Average Velocity(14)

8. táblázat

BERETTYÓÚJFALU – Fontosabb leíró statisztikai adatok

BERETTYÓÚJFALU					
	Min.(1)	Max.(2)	Atl.(3)	S(4)	S ² (5)
pH(6)	7.15	8.17	7.78	0.41	0.17
SAL(7)	0.60	1.20	0.97	0.24	0.06
LF (mS/cm)(8)	0.65	2.54	1.92	0.68	0.47
T (°C)(9)	17.40	26.30	23.27	3.21	10.33
O ₂ (‰)(10)	58.20	210.00	98.83	55.83	3117.46
O ₂ (mg/l)(11)	4.76	14.50	7.75	3.43	11.78
BOI ₅ (mg/l)(12)	7.00	18.00	11.50	3.73	13.90
Redoxi-potenciál (mV)(13)	-54.00	-29.00	-47.00	12.03	144.67
v _{atl} (m/s)(14)	0.30	0.33	0.32	0.01	0.00

Table 8: Berettyóújfalu – descriptive statistics
Minimum(1), Maximum(2), Mean(3), Std. Deviation(4), Variance(5), H cc.(6), Salinity(7), Conductance(8), Water Temperature(9), Relative Oxygen Content(10), Absolute Oxygen Content(11), 5-day Biochemical Oxygen Demand(12), Redoxi-potential(13), Average Velocity(14)

9. táblázat

KISMARJA – Fontosabb leíró statisztikai adatok

KISMARJA					
	Min.(1)	Max.(2)	Atl.(3)	S(4)	S ² (5)
pH(6)	7.28	7.66	7.49	0.16	0.03
SAL(7)	0.40	1.10	0.83	0.31	0.10
LF (mS/cm)(8)	0.91	2.70	1.93	0.75	0.57
T (°C)(9)	20.10	24.80	21.75	2.17	4.71
O ₂ (‰)(10)	60.00	146.00	93.30	37.55	1409.75
O ₂ (mg/l)(11)	5.33	14.10	8.45	3.89	15.10
BOI ₅ (mg/l)(12)	8.00	12.00	9.50	1.91	3.67
Redoxi-potenciál (mV)(13)	-24.00	-11.00	-19.50	5.92	35.00
v _{atl} (m/s)(14)	0.72	0.90	0.79	0.08	0.01

Table 9: Kismarja – descriptive statistics
Minimum(1), Maximum(2), Mean(3), Std. Deviation(4), Variance(5), H cc.(6), Salinity(7), Conductance(8), Water Temperature(9), Relative Oxygen Content(10), Absolute Oxygen Content(11), 5-days Biochemical Oxygen Demand(12), Redoxi-potential(13), Average Velocity(14)

3.3. Az MMCP eredményei és értékelése

10. táblázat

A fellelt MMCP-taxonok – Szeghalom

A vizsgálati helyeken a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer (MMCP) alapján meghatározott taxon-listák (10-11-12. táblázat) alapján a Berettyó vízminősége a kiváló, illetve a jó kategóriába tartozik (13. táblázat).

3.4. A vizsgálati helyek környezeti állapota

Az élő és élettelen környezeti mutatókat, strukturális- és taxon-diverzitási indexeket egyaránt felhasználó Spencer-féle környezetminősítés szerint a Berettyó a nyári időszakban közepes illetve jó környezeti állapotban van (14. táblázat). Figyelemre méltó, hogy míg a magyarországi szakasz fizikai és kémiai szempontból homogén tulajdonságokat mutat, a biológiai, különösen a vegetációra vonatkozó indexek közötti eltérések nagyobbak. A környezetminősítési kategóriákat a következő ponthatárok figyelembevételével állapítottuk meg: 0-1,50=rossz; 1,51-2,50=gyenge; 2,51-3,50=közepes; 3,51-4,50=jó; 4,51-5,00=kiváló.

Szeghalom	
QI(1)	Család-taxon(2)
6	Ephemeraeidae – Tarka kérészek(3) Leptoceridae – Vízi tegeszek(4) Leptophlebiidae – Kérészek(5)
5	Dytiscidae – Csikbogararak(6) Haliplidae – Víztaposó bogarak(7) Hydrophilidae – Csiborok(8) Hydropsychidae – Szövőtegeszek(9) Limnephilidae – Mocsári tegeszek(10) Pisidiidae – Borsókagylók(11)
4	Baetidae – Teleszkópszemű kérészek(12) Calopterygidae – Színesszárnyú szitakötők(13) Gerridae – Molnárpóloskák(14) Nepidae – Víziskorpiók(15) Pleidae – Törpe vízpóloskák(16)
3	Asellidae – Víziászkák(17) Bithyniidae – Vízicsigák(18) Corixidae – Búvárpóloskák(19) Erpobdellidae – Nadályok(20) Hirudidae – Piócák(21) Lymnaeidae – Mocsárcsigák(22) Tipulidae – Lószúnyogok(23)
2	Culicidae – Szúnyogfélék(24) Diptera – Kétszárnyúak(25)
1	Oligochaeta – Kevéssértéjű gyűrűsférgek(26)

Table 10: The examined taxons – Szeghalom
Quality Index(1), Family Taxon(2), Common Mayflies(3), Long-horned Caddisflies(4), Mayflies (No Common Name)(5), Water Beetles(6), Crawling Water Beetles(7), Water Lover(8), Spotted Sedges(9), Caddisflies(10), Pea Mussels(11), Mayflies(12), Broad Wing Damselflies(13), Water Striders(14), Waterscorpions(15), Pigmy Backswimmers(16), Asellidae(17), Mud Snails(18), Water Boatmen(19), Leeches(20), Leeches(21), Swamp Snails(22), Crane flies(23), Mosquitoes(24), Flies(25), Aquatic Worms(26)

11. táblázat

A fellelt MMCP-taxonok – Berettyóújfalu

Berettyóújfalu	
QI(1)	Család-taxon(2)
6	Leptoceridae – Vízi tegzesek(3) Leptophlebiidae – Kérészek(4)
5	Caenidae – Zömök kérészek(5) Dytiscidae – Csikbogarak(6) Haliplidae – Vízaposó bogarak(7) Hydropsychidae – Szövőtegesek(8) Pisidiidae – Borsóbaglók(9)
4	Baetidae – Teleszkópszemű kérészek(10) Calopterygidae – Színesszárnyú szitakötők(11) Nepidae – Víziskorpiók(12) Gerridae – Molnárpóloskák(13) Pleidae – Törpe vízipóloskák(14)
3	Bithyniidae – Vízicsigák(15) Corixidae – Búvárpóloskák(16) Lymnaeidae – Mocsárcsigák(17) Tipulidae – Lószúnyogok(18)
2	Culicidae – Szúnyogfélék(19) Diptera – Kétszárnyúak(20)

Table 11: The examined taxa – Berettyóújfalu

Quality Index(1), Family Taxon(2), Long-horned Caddisflies(3), Common Mayflies (No Common Name)(4), Mayflies (No Common Name)(5), Water Beetles(6), Crawling Water Beetles(7), Spotted Sedges(8), Pea Mussels(9), Mayflies (No Common Name)(10), Broad Wing Damselflies(11), Waterscorpions(12), Water Striders(13), Pigmy Backswimmers(14), Mud Snails(15), Water Boatmen(16), Swamp Snails(17), Crane Flies(18), Mosquitoes(19), Flies(20)

12. táblázat

A fellelt MMCP-taxonok – Kismarja

Kismarja	
QI(1)	Család-taxon(2)
6	Ephemeraeidae – Tarka kérészek(3) Libellulidae – Laposhasú acsák(4)
5	Haliplidae – Vízaposó bogarak(5) Unionidae – Folyami kagylók(6) Hydropsychidae – Szövőtegesek(7) Limnephilidae – Mocsári tegzesek(8) Pisidiidae – Borsóbaglók(9)
4	Baetidae – Teleszkópszemű kérészek(10) Calopterygidae – Színesszárnyú szitakötők(11) Gerridae – Molnárpóloskák(12) Nepidae – Víziskorpiók(13) Coenagrionidae – Légivadászok(14) Notonectidae – Hanyattúszó póloskák(15)
3	Asellidae – Víziászkák(16) Platycnemididae – Széleslábú szitakötők(17) Corixidae – Búvárpóloskák(18)
2	Culicidae – Szúnyogfélék(19)

Table 12: The examined taxa – Kismarja

Quality Index(1), Family Taxon(2), Mayflies(3), Skimmer Dragonflies(4), Crawling Water Beetles(5), Freshwater Molluscan Shells(6), Spotted Sedges(7), Caddisflies(8), Pea Mussels(9), Mayflies(10), Broad Wing Damselflies(11), Water Striders(12), Waterscorpions(13), Pond Damselflies(14), Backswimmers(15), Asellidae(16), Platycnemididae(17), Water Boatmen(18), Mosquitoes(19)

13. táblázat

A Berettyó vízminősége a Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer szerint

	Szeghalom	Berettyóújfalu	Kismarja
Összes taxon(1)	24	18	17
MMCP pontszám(2)	99	73	72
QI _{MMCP} (3)	5	4	4
TAP(4)	4.13	4.05	4.23
QI _{TAP} (5)	5	4	5
Minősítés(6) (QI _{MMCP} +QI _{TAP})/2	5 – kiváló minőségű(8)	4 – jó minőségű(9)	4,5 – jó minőségű(9)
Vízminőségi osztály(7)	I/C.	II/B.	II/A.

Table 13: The water quality of the Berettyó based on the point system of the Hungarian makrozoobenthos families and other taxa

Number of taxa(1), Total score(2), Quality index by the total score(3), Mean score of taxa(4), Quality index by the mean score of taxa(5), Qualification(6), Water quality class(7), Prime quality(8), Good quality(9)

14. táblázat

A vizsgálati helyek Spencer-féle (módosított) állapotindexe

Környezeti elem/indikátor(1)		Szeghalom	Berettyóújfalu	Kismarja
Talaj(2)	A part stabilitása(6)	4	4	4
	SZUBINDEX(7)	4	4	4
Víz(3)	Nyírófeszültség(8)	4	4	2
	Áramlás(9)	turbulens – lamináris(10)	4	4
		rohanó – áramló(11)	4	4
	Átlagos sebesség(12)	5	4	2
	Vezetőképeség(13)	3	3	3
	Oldott oxigén(14)	5	5	5
	BOI ₅ (15)	3	2	3
	pH(16)	5	5	5
	SZUBINDEX(7)	4.13	3.88	3.50
	MMCP(17)	5	4	4
Vízminőségi indikátor-taxonok(4)	Diverzitás(18)	3	3	3
	SZUBINDEX(7)	4.00	3.50	3.58
Vegetáció(5)	Borítás(19)	3	1	4
	Előhelyek heterogenitása(20)	4	3	4
	SZUBINDEX(7)	3.50	2.50	4.00
INDEX(21)		3.91	3.47	3.77

Table 14: The modified Spencer-index of the studied spaces and water spaces

Score of the environmental factor/indicator(1), Soil(2), Water(3), Water quality indicators(4), Vegetation(5), Stability of the coast(6), Subindex(7), Shearing stress(8), Flow(9), Turbulent-Laminated(10), Tumbling-Course(11), Average velocity(12), Conductance(13), Absolute Oxygen Content(14), 5-days Biochemical Oxygen Demand(15), H-concentration(16), Water quality index(17), Diversity(18), Cover(19), Heterogeneity of the habitats(20), Index(21)

4. ÖSSZEGZÉS

A különböző módszerekkel kapott környezetminősítési értékek jelentős eltéréseket mutatnak (15. táblázat). A bioindikátorok lényegesen jobb környezeti állapotra utalnak, mint a fizikai-kémiai jellemzők. Ez a tény jelentősen felértékeli a belvízi csatornahálózat természetvédelmi jelentőségét. Mivel a Berettyó magyarországi szakasza ökológiailag el van választva a felső

szakasztól, ezeknek a taxonoknak az utánpótlása csak a Bihari-sík természetközeli állapotban megmaradt belső területeiről történhet, ahol az ökológiai folyosók szerepét a csatornahálózat tölti be.

Ez egyben azt is jelenti, hogy amennyiben megtörténik a Körös-Berettyó rendszer környezettudatos szabályozása és revitalizációja, ezekből a természetes génbankokból a főbb vízfolyások természetes élővilága is helyreállhat.

15. táblázat

Összesítő táblázat

	SZEGHALOM	BERETTYÓÚJFALU	KISMARJA
pH(1)	Enyhén lúgos(8)	Enyhén lúgos(8)	Enyhén lúgos(8)
Halobitás – LF (mS/cm)(2)	β-mezohalobikus(9)	β-mezohalobikus(9)	β-mezohalobikus(9)
Szaprobitás – BOI ₅ (mg/l)(3)	α-mezoszaprób(10)	α-mezoszaprób(10)	α-mezoszaprób(10)
Vízminőség-MSZ 12749(4)	Tűrhető III.(11)	Szennyezett IV.(12)	Tűrhető III.(11)
Vízminőség-MMCP(5)	Kiváló V.(13)	Jó II.(14)	Jó II.(14)
Simpson-index(6) (indikátorokra)	0.82 – III.	0.82 – III.	0.79 – III.
Spencer-féle állapotindex(7)	3.91 jó(15)	3.47 közepes(16)	3.77 jó(15)

Table 15: Summary

H-concentration(1), Halobity(2), Saprobity(3), Water Qualification (Hungarian Standard)(4), Water Qualification (MMCP)(5), Simpson-index of bioindicators(6), Spencer-index(7), Mildly alcalic(8), β-mesohalobic(9), α-mesosaprobic(10), Tolerable water(11), Polluted water(12), Prime quality(13), Good quality(14), Good status(15), Mean status(16)

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Szeretnénk köszönetünket kifejezni:

– a DE ATC MTK Víz- és Környezetgazdálkodási Tanszék munkatársainak;

– a Hydra Környezet- és Természetvédelmi Egyesületnek.

IRODALOM

- Andrikovics S.-Kriska Gy.-Móga J. (2001): A Berettyó vízgyűjtőjének felszínalaktani, hidrológiai és hidrobiológiai vizsgálata. In Proc. Földrajzi Konferencia, JATE, Szeged, 1-12.
- Bíró T.-Lénárt Cs.-Tamás J.-Burai P. (2003): Belvízcsatornák hidraulikai modelljei. In Proc. II. Erdei Ferenc Tudományos Konferencia I., Kecskemét, 221-227.
- Bíró T.-Tamás J. (2002): Vízfolyások vízrajzi adatbázisa és hidrodinamikai modellezése. In Proc. Informatika a Felsőoktatásban konferencia, Debrecen, augusztus 28-30. 259. CD.
- Chow, V. T. (1959): Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill, Inc.
- Csányi B. (1998): A magyarországi folyók minősítése a makrozoobenton alapján. PhD értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen, 1-89.
- Dévai Gy.-Végvári P.-Nagy S.-Bancsi I.-Müller Z.-Csabai Z.-Bárdosi E.-Gőri Sz.-Grigorszki I.-Győriné Molnár B.-Juhász P.-Kaszáné Kiss M.-Kelemenné Szilágyi E.-Kiss B.-Kovács P.-Macalik K.-Móra A.-Olajos P.-Piskolczi M.-Teszárné Nagy M.-Tóth A.-Türcsányi I.-Zsuga K. (1999): A Boroszló-kerti-Holt-Tisza ökológiai vízminősége. Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung. 10/1. Debrecen, 13-216.
- Dóka K. (1997): A Körös és Berettyó vízrendszer szabályozása a 18-19. században. Egy táj átalakulása. Gyula, 9-11.
- Dunka S. (2000): Hajdú-Bihar megye vízügyi múltja. Magyar Humánökológus Társaság Tiszántúli Képviselő, Debrecen, 6-12.
- Hilty, J.-Merenlender, A. (2000): Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. Biological Conservation, 92. 185-197.
- Huszár M. (1985): Vízrajzi értekezés. Huszár Mátyás leírása a Körösvidékről 1822-ben. (Szerk.: Kósa F.) Körösvidéki Vízügyi Igazgatóság, Gyula
- Istvánovics V.-Somlyódy L. (2000): Az ökológia, a természetvédelem és a vízgazdálkodás kapcsolata. Vízügyi Közlemények, 3-4. 525-549.
- Juhász-Nagy P. (1980): A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek 3. Florális diverzitás: elemek. Botanikai Közlemények, 67. 3. 185-193.
- Juhász-Nagy, P.-Podani, J. (1983): Information theory methods for the study of spatial processes and succession. Vegetatio, 51. 129-140.
- Kovács N.-Fülöp T.-Kejler A.-Linsjö M.-Paulovits G. (2002): A tőzegbányászat nyomán kialakult vizes élőhelyek vizsgálata a Sárréten. Hidrológiai Közöny, 82. 2. 85-89.
- Magyar E. M. (1994): A Berettyó folyó vízminőségének román területi kérdései. In Proc. A Kárpát-medence vízkészlete és vízi környezetvédelme kongresszus Eger, I. kötet, Magyar Hidrológiai Társaság, 474-495.
- Mike K. (1991): Magyarország ősvízrajza és felszíni vizeinek története. Aqua, Budapest, 698.
- Németh J. (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. Környezetgazdálkodási Intézet, 153-160, 178-181, 244-265.

- Noss, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4. 4. 355-364.
- Pielou, E. C. (1995): Biodiversity versus old-style diversity: measuring biodiversity for concentration. In: *Measuring and Monitoring Biodiversity in Tropical and Temperate Forests* (Eds. Boyle, T. J. B. & Boontawee, B.) CIFOR, Bogor, 5-17.
- Précsényi J. (1981): A növénytársulások struktúrája. In: *Növényföldrajz, társulástan és ökológia.* (Szerk.: Hortobágyi T.-Simon T.) Tankönyvkiadó, Budapest, 202-225.
- Somlyódy L. (2000): A hazai vízgazdálkodás és stratégiai pillérei. *Vízügyi Közlemények*, 3-4. füzet, Budapest
- Somogyi S. (2000): A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai Magyarországon. Budapest, MTA FKI, Budapest
- Spencer, C.-Robertson, A. I.-Curtis, A. (1998): Development and testing of a rapid appraisal wetland condition index in south-eastern Australia. *Journal of Environmental Management*, 54. 143-159.
- Standovár T.-Primack R. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 35-57.
- Tamás J. (2004): *Vízészlet-modellezés.* Egyetemi tankönyv, Debreceni Egyetem, 4-6.
- Tamás J.-Bíró T. (2001): *Határvizek – különös tekintettel a*
- Berettyó folyó vízgyűjtőjére vízminőségi célállapota és ökológiai vízigénye meghatározásának tudományos megalapozása. *KöM tudományos eredmények*, 1-51.
- Warner, J.-Brunner, G.-Wolfe, B.-Piper, S. (2002): *User's Manual. HEC-RAS River Analysis System Version 3.1.* US Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center
- Zsuffa I. J.-Bogardi J. (1997): Nem-permanens, kvázi-kétdimenziós, numerikus modell hullámtéri fokrendszerek hidrodinamikai szimulációjához. *Hidrológiai Közlöny*, 77. 5. 269-279.
- Á-NÉR (1997): *A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer.* (Szerk.: Fekete G.-Molnár Zs.-Horváth F.) Környezetvédelmi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala
- EU Víz Kereterv (2000/60/EK)
- Európai Nitrát Irányelv (91/676/EGK)
- NRA (1990): Method for the assessment of river water quality using benthic macroinvertebrates. *National Rivers Authority Anglian Region*, 1-19.
- VITUKI (1997): *Hazai vízfolyások vízminősítés célú biomonitoring rendszerének bevezetése.* Témajelentés, 712/3/3945. 1-58.